



TTÜ



KESKKONNAINVESTEERINGUTE KESKUS

Eesti mereala keskkonnaseisundi hindamine kasutades bioindikaatorit

KIK projekt nr. 10313

Aruanne



Teostaja: **TÜ MERESÜSTEEMIDE INSTITUUT**

Direktor

Prof. Jüri Elken

Lepingu vastutav täitja

Natalja Kolesova

Tallinn 2016

SISUKORD

SISSEJUHATUS	3
1. BIOINDIKAATORI ISELOOMUSTUS.....	4
1.1 Bioindikaatori põhimõte	4
1.2 Hea keskkonnaseisund (HKS).....	5
1.3 Bioindikaatori vajadus	6
1.4 Liigi kirjeldus	6
2. METOODIKA	9
2.1 Proovide kogumine.....	9
2.2 Laboratoorne analüüs.....	11
2.3 Setete analüüs	15
3.SETTED.....	16
3.1 Setete iseloomustus	16
3.2 PAH-id, PCB-d ja pestitsiidid	17
3.3 Raskmetallid.....	18
4. TULEMUSED.....	20
4.1 <i>Monoporeia affinis</i>	20
4.2 Hea keskkonnaseisund	22
5. HINNANG KATSETATUD BIOINDIKATIIVSE MEETODI SOBIVUSE KOHTA EESTI MEREALAL KASUTAMISEKS JA SOOVITUSED SELLE TÕHUSUSE TÕSTMISEKS.....	24
6. SOOVITUSED RIIKLIKU SEIRE TÕHUSTAMISEKS.....	26
7. JÄRELDUSED	27
KASUTATUD KIRJANDUS.....	28

SISSEJUHATUS

Käesolev töö on tehtud SA Keskkonnainvesteeringute Keskuse poolt rahastatud projekti nr 10313 „Eesti mereala keskkonnaseisundi hindamine kasutades bioindikaatorit“ raames. Pilootprojekt on läbi viidud 2016 aastal. Projekti eesmärgiks oli testida ja kohendada bioindikaatorit meresetetes esinevate saasteainete mõju hindamiseks Eesti rannikumeres ja Soome lahes ning anda esmane hinnang uuritavate rannikumere piirkondade keskkonnaseisundi ja saasteainete mõju kohta. Bioindikaatorina on kasutatud kirpvähilise *Monoporeia affinis* (tavaline harjaslabalane) kõrvalekalletega embrüote osakaalu ja emaste osakaalu, kellel on rohkem kui üks kõrvalekaldega embrüo, et tuvastada suurema reostusastmega meresetteid. Läänemere Põhjalahes on antud bioindikaator kasutusel juba üle 20 aasta ja kuulub Rootsi riiklikku seireprogrammi. Käesoleva projekti käigus saadud tulemused on kasulikud mitmete keskkonna arengukavade täitmiseks.

Käesoleva uuringu viisid läbi järgmised TTÜ Meresüsteemide Instituudi töötajad:

Natalja Kolesova – nooremteadur (projektijuht)

Kaia-Liisa Siimon – insener

Kai Künnis-Beres – teadur

1. BIOINDIKAATORI ISELOOMUSTUS

Meetodi sisuks on kirpvähilise (*Amphipoda*) *Monoporeia affinis* (tavaline harjaslabalane) embrüote arenguhälvete mikroskoopiline tuvastamine ning ühe isendi kurnas hälbinud embrüote osakaalu määramine. Väärarenenud embrüote rohkus näitab varajast arengut kahjustavate saasteainete olemasolu settes ning võimaldab tuvastada merepiirkondi, kus saasteinete sisaldus on võrreldes kontrollalaga kõrgem. Saasteained, mis mõjutavad paljunemist ja embrüote arenemist, ohustavad populatsiooni säilimist ja liigi jätkusuutlikkust.

1.1 Bioindikaatori põhimõte

Inimtegevuse tagajärjel satub merre suur hulk erinevaid saasteaineid, mis teatud kontsentratsioonidel võivad kahjustada põhjaloomastiku paljunemisvõimekust. Paljunemisvõime langus ning kõrvalekalletega embrüote osakaalu tõus võib tingida olulisi mõjusid populatsiooni tasemel ja peegelduda järgmise põlvkonna seisundis. Samuti võib see põhjustada liigi lokaalse arvukuse languse, mis avaldab negatiivset mõju sellest liigist või organismide rühmast toituvatele teistele organismidele. Tulemuseks võib olla ökoloogilise tasakaalu häirimine ning kalavarude ja liigilise mitmekesisuse vähenemine.

Läänemere ökosüsteemi jätkusuutlikkust ohustavate keemiliste saasteainete (sh madalate kontsentratsioonide, saasteainete segu) merre sattumise ja nende mõju tuvastamiseks veeorganismidele on osa Läänemere äärseid riike (Rootsi, Soome) võtnud kasutusele indikaatorina Läänemeres laialt levinud bentilise eluviisiga kirpvähiliste (*Amphipoda*) embrüote arengu kõrvalekalded. Bioindikaator on kasutusel olnud enam kui 20 aastat ja selle üheks eesmärgiks on teha kindlaks saasteinete mõju paljunemisele. Kõrvalekalletega embrüote suurenenud arvu esinemist kirpvähilistel peetakse oluliseks näitajaks meres leiduvate saasteinete kompleksmõju hindamiseks populatsiooni tasemel. Bioindikaator annab teavet liigi paljunemisedukusest, millest sõltub järgmise põlvkonna seisund. Suurenenud kõrvalekalletega embrüote arv näitab saasteainete negatiivset mõju biootale.

Käesoleva projekti raames on kasutatud indikaatorliigiks põhjaeluviisiga *M. affinis* (tavaline harjaslabalane). Sama liik on kasutusel Rootsi riiklikus seireprogrammis aastast 1992. Indikaator näitab eelkõige põhjasetetes sisalduvate saasteainete summaarset mõju konkreetset piirkonda asustavale populatsioonile ning on seetõttu väga sobilik. Üksikutest saasteinetest tingitud mõju eristamine on piiratud.

1.2 Hea keskkonnaseisund (HKS)

Hea keskkonnaseisundi piir kõnealuse indikaatori jaoks on arendatud seireandmete põhjal HELCOM CORESET projektide raames. HKS piir on defineeritud kui oluline väärarenenud embrüote osakaalu tõus võrreldes foonitasemega. HKS piir ei muutu ajas ja see on arendatud kasutamiseks kogu Läänemeres.

HKS piiri arendamisel on tuvastatud takistused sihtarvu seadmisel, kuna Läänemeres on raske leida täiesti puhtaid inimese poolt mõjutamata piirkondi. Samas on 20 aasta vältel kogutud andmete hulk küllaldaselt piisav usaldusväärsete HKS piiride loomiseks. Indikaator on end tõestanud, kuna referentsaladel kogu Läänemere ulatuses on bioindikaatorina kasutatava liigi väärarenenud embrüote osakaal väga sarnane, mis tõestab, et indikaator ei ole tundlik soolsuse, sügavuse ja toidu kättesaadavuse erinevuste suhtes. Sama mereala piires esinevad kõrgema saastatuse tasemega piirkondades on täheldatud aga väärarenenud embrüote oluliselt suuremat osakaalu. (HELCOM CORESET, 2016)

HKS piir kirpvähiliste jaoks põhineb kahel muutujal: väärarenenud embrüote osakaal ja emaste osakaal, kellel on rohkem kui üks väärarenenud embrüo. Neid kaht muutujat tuleb alati koos vaadelda ja hea keskkonnaseisundi saavutamiseks peavad mõlemad muutujad kuuluma HKS piiridesse.

Liigi *M. affinis* puhul kasutati väärarenenud embrüote osakaalu HKS piiri leidmiseks 1994-2011 Rootsi Riikliku seireprogrammi andmeid (Tabel 1).

Tabel 1. HKS piir kirpvähilise *Monoporeia affinis* (tavaline harjaslabalane) jaoks (HELCOM CORESET, 2016)

<i>Monoporeia affinis</i>	Keskmine	Foon	Suurenenud tase	HKS piir
(1) Väärarenenud embrüote osakaal	4.1 %	0-5.9%	>5.9%	<5.9%
(2) Emaste osakaal >1 väärarenenud embrüoga	23%	0-30%	>30%	<30%

1.3 Bioindikaatori vajadus

Käesoleva projekti käigus kasutatud bioindikaator kajastab eelkõige saasteainete kompleksmõju mere toiduahelas oluliseks lüliks olevate kirpvähiliste paljunemisvõimekusele ja sellest tulenevale populatsiooni jätkusuutlikkusele. Samuti saab indikaatorit kasutada seiratud merepiirkonna keskkonnaseisundile hinnangu andmiseks. Indikaator on arendatud kõigepealt Läänemere tegevuskava (BSAP) eesmärkide ja Merestrategia Raamdirektiivi (MSRD) nõudmiste tõhusamaks täitmiseks (Tabel 2). Indikaator aitab kaasa ka Veepoliitika Raamdirektiivi eesmärkide saavutamisele.

Tabel 2. Indikaatori vajadus (HELCOM CORESET, 2016)

	Otsene tähtsus	Kaudne tähtsus
Läänemere tegevuskava (BSAP)	Sihid: taimestik ja loomastik on terved	Sihid: 2. ohtlike ainete kontsentratsioonid on looduslikule lähedased; 2. Liikide elujõuline populatsioon.
MSRD	Kriteerium 8.2 Saasteainete mõju	Kriteeriumid: 8.1 Saasteainete kontsentratsioonid; 1.2 Populatsiooni suurus, 1.3 Populatsiooni seisund.

Kohalikul (Eesti) tasemel aitab indikaatori kasutamine kaasa Eesti Keskkonnastrateegias aastani 2030, eelkõige punktides 5.1.2 (Vesi) ja 5.2.2 (Bioloogiline mitmekesisus), püstitatud eesmärkide täitmisele: 5.1.2 - Saavutada pinnavee (sh rannikuvee) ja põhjavee hea seisund ning hoida veekogusid, mille seisund juba on hea või väga hea; 5.2.2 - Elustiku liikide elujõuliste populatsioonide säilimiseks vajalike elupaikade ja koosluste olemasolu tagamine.

1.4 Liigi kirjeldus

Indikaatorliigiks on kirpvähiliste seltsi kuuluv bentilise eluviisiga *M. affinis* (tavaline harjaslabalane), kes on levinud Arkona basseinis Läänemere lääne- ja lõunaosas. Tema osatähtsus bentilises koosluses on eriti kõrge aga Botnia lahes, kus on selle liigi levikuks soodsad keskkonnatingimused: *M. affinis* vajab elutegevuseks külma vett (4-5°C). Liik talub küllalt kõrget merevee soolsust, kuni 20 g/kg. *M. affinis* elab pehmetel põhjasetetel ning sobivate elutingimuste esinemisel isegi kuni 80 meetri sügavustel merealadel. Isendid on kuni 1 cm pikkused, valge või kollaka värvuse ja lapiku kehaga (Joonis 1). *M. affinis* on aktiivse eluviisiga ujudes ringi peamiselt öösel ja kaevudes settesse päevasel ajal. Tavaliselt leidub isendeid põhjasette pealmises kihis umbes 5 cm sügavusel, kuid täheldatud on isegi üle 10 cm sügavust settesse kaevumist. (HELCOM Red List Monoporeia affinis)



Joonis 1. Kirpvähiline *Monoporeia affinis* (tavaline harjaslabalane) (Foto N. Kolesova)

M. affinis toitub detriidist ehk pudemetest, näiteks settivast planktonist ja teistest lagunenu orgaanika jääkidest, mida settes ja selle pinnal leidub. Isendid ei suuda toiduosakesi settest eristada ja seega seedivad ka suurel hulgal setet läbi.

M. affinis elab 1-4 aastat ja paaritub vaid korra elu jooksul, tavaliselt hilissügisel või talvel. Paaritumine toimub veesambas. Isased surevad kohe peale paaritumist, emane kannab arenevaid noori läbi talve endaga kaasas kõhu all paiknevas munakogumis ehk kurnas. Emased surevad talve lõpul või varakevadel peale noorisemide kurnast vabastamist. Noorisemide kasvuperioodi seostatakse tihti fütoplanktoni kevadõitsenguga, mis võimaldab isenditele rikkalikku toidulauda (Wiklund *et al.*, 2008). Isased saavutavad suguküpsuse 6-7 kuu vanuselt järgneval sügisel ja taas on uus generatsioon valmis järglaste saamiseks. (HELCOM Red List *Monoporeia affinis*)

M. affinis on mereökosüsteemi oluline komponent, kuna oma kõrge energiasisalduse tõttu on nimetatud liik oluline toiduallikas paljudele kalaliikidele (räim, emakala, lest, tursk) ja teistele selgrootutele (*Saduria entomon*, *Halicryptus spinulosus*, *Bylgides sarsi*). Samuti on liigil oluline osa ka bentilises koosluses, kuna oma eluviisi tõttu ta segab ja rikastab sette pealmist kihti hapnikuga. (HELCOM Red List *Monoporeia affinis*)

M. affinis on oluline liik Läänemeres, kelle arvukuses on täheldatud langust. Nagu bentilist elustikku tervikuna ohustab ka antud liiki eutrofeerumine ja sellega kaasnev põhjalähedase veekihi hapnikupuudus. Samuti võib *M. affinis* arvukust Läänemere põhjaosas mõjutada teatud määral konkureerimine võõrliigiga *Marenzelleria* spp. toidu pärast. Suureks ohuks kirpvähilistele peetakse ka mere (setete) saastumist ohtlike ainetega. (HELCOM Red List *Monoporeia affinis*)

2. METOODIKA

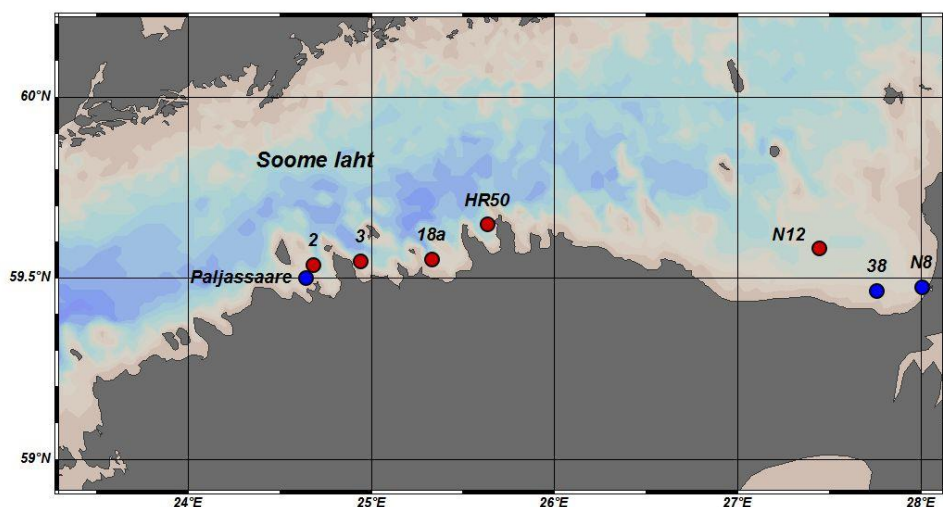
Projektis kasutatud meetoodika põhjaproovide kogumiseks ja analüüsimiseks põhineb ICES (International Council for the Exploration of the Sea) meetodikal:

No. 41, june 2008. „Biological effects of contaminants: the use of embryo aberrations in amphipod crustaceans for measuring effect of environmental stressors.“ Brita Sundelin, Ann-Kristin Eriksson Wiklund, Alex T. Ford

Lisaks kasutati HELCOM CORESET projekti tulemusi: „Reproduction disorders – malformed embryos of amphipods and eelpout“.

2.1 Proovide kogumine

Proovivõtt toimus 16.-17. jaanuar 2016 viies proovivõtujaamas (Joonis 2): nr 2 (Tallinna laht), 3 (Muuga laht), 18a (Kolga laht), HR50 (Hara laht), N12 (Narva laht). Kolga lahe (18a) proovivõtujaama käsitleti referentsjaamana. Proovivõtujaamade valikul arvestati, et vähemalt neli hõlmaksid inimtegevuse poolt mõjutatud piirkondi ja üks eeldatavasti mõjutamata ehk puhast piirkonda (referentsjaam). Samuti lähtuti proovivõtujaamade valikul *M. affinis* esinemisest ja arvukusest, mis oli eelnevalt kindlaks tehtud põhjaloomastiku seiretulemuste analüüsi põhjal. Eialgu oli plaanis proove koguda ka Narva lahe jaamades 38 (Sillamäe) ja N8 (Narva jõe suue), kuid proovivõtu kuupäevadel ei õnnestunud neid punkte külastada jää tõttu. Eialgu planeeritud jaamast Paljassaares ei leitud aga analüüsi jaoks piisaval hulgal *M. affinis* isendeid.



Joonis 2. Proovivõtujaamad (punane-proovid kogutud; sinine-esialgu planeeritud, proove ei kogutud)

Põhjaproovide kogumine toimus Meresüsteemide Instituudi uurimislaevaga Salme. Setete kogumiseks kasutati Van Veen setteköppa haardepindalaga 0.1 m². Laeva tekil sõeluti ettevaatlikult setete pealmine (2-5 cm) kiht 1 mm võrgusilmaga sõelaga, et sette pealmiselt pinnalt korjata elusad *M. affinis* isendid (Joonis 3).



Joonis 3. Proovide kogumine uurimislaeval

Igas proovivõtijaamas koguti 10-20 põhjakoppa (Tabel 3). Lisaks võeti igast jaamast setteproov pealmisest settekihist (2 cm) keemilise analüüsi jaoks. Kuni laboratoorse analüüsini hoiti *M. affinis* isendid proovivõtukohest kogutud vees temperatuuril 4-6°C. Setted keemilise analüüsi jaoks pakendati proovivõtuanumatesse (klaaspurkidesse) ja hoiti kuni analüüsimiseni külmikus. Proovivõtukaigus mõõdeti proovivõtijaamade sügavust [m], põhjalähedase veekihi temperatuuri [°C] ja soolsust [g/kg]. Kolmes jaamas mõõdeti ka hapnikusaldust põhjalähedases veekihis. Jaamade 18a ja HR50 hapnikusalduse andmed pärinevad 2014 aasta rannikumere seire ülevaateseire andmetest, kuna nende punktide hapnikusaldust 2016 aasta jaanuari seire käigus ei määratud. HR50 punkti kohta puudusid jaanuaris 2014 mõõdetud hapnikusaldused, seepärast kasutatud septembri väärtust.

Tabel 3. Proovivõtijaamade metaandmed

Jaam	Laiuskraad	Pikkuskraad	Sügavus [m]	Vee t [°C]	Hapnikusaldus [mg/l]	Soolsus [g/kg]	Kopaproovide arv [tk]
2	59°32.195	24°41.169	40.5	4.2	9.2	6.4	20
3	59°32.797	24°56.421	47.0	3.5	10.1	6.3	20
18a	59°33.025	25°19.921	47.0	5.3	10.4	6.4	14
HR50	59°38.825	25°38.034	52.0	5.7	6.65	6.5	10
N12	59°34.988	27°26.730	36.5	5.0	6.5	5.9	10

2.2 Laboratoorne analüüs

Elusaid loomi hoiti kuni laboratoorse analüüsini Meresüsteemide Instituudi Mereökoloogia labori kliimaruumis 4-6°C juures. *M. affinis* isendite embrüote mikroskoopiline analüüs teostati stereomikroskoobiga. Mikroskoobi all eemaldati elusa emase seest pintsettidega kõik embrüod (Joonis 4). Embrüote lähemal vaatlemisel kasutati kuni 160 kordset suurendust. Igast embrüote pesakonnast tehti mikroskoobikaamera abil pildid ja määrati järgmised parameetrid:

- Embrüote arv igas emases
- Embrüote arengustaadium
- Embrüote kõrvalekalded – kõrvalekalle tähendab normaalsest arengust erinevat
- Emase pikkus [mm]



Joonis 4. Laboratoorne analüüs mikroskoobiga

Laboris määrati embrüote arengustaadiumid järgnevalt (ICES, 2008):

1 staadium: Värskest viljastatud rakk, toimub raku kolm esimest jagunemist. Nii väline rakumembraan kui sisemine vitelliinmembraan on näha, vitelliinmembraan tihedalt munakollase ümber.

2 staadium: Rohkem kui kaheksa rakku, toimub sünkroonne jagunemine.

3 staadium: Blastula staadium, kus sisemised rakud jagunevad kiiremini kui välised. Esimeses kolmes embrüonaalse arengu staadiumis muna suurus ei muutu. Embrüonaalne areng kuni gastrulatsioonini kestab ligi kuu aega.

4 staadium: Gastrulatsioon. Väline rakumembraan lõhkeb ja arenev embrüo hakkab suurenema, hiljem moodustub lõhe.

5 staadium: Tekib lõhe siseorganite ja alles arenevate jäsemete vahel. Peale gastrulatsiooni on embrüo komakujuline.

6 staadium: Kõhuõõs laieneb, pearindmik on näha, arenevad jäsemed.

7 staadium: Jäsemed on eristatavad ja ilmuvad silmade pigmendid.

8 staadium: Keha areng on taandunud, liitsilmad on välja arenenud ja selgelt näha. Keha ja jäsemed liiguvad.

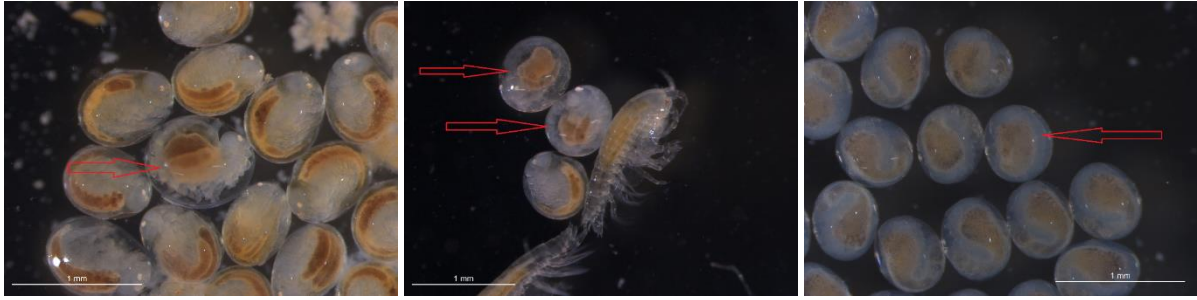
9 staadium: Koorunud noorjark (Joonis 5).



Joonis 5. *M. affinis* embrüote 9 arengustaadium

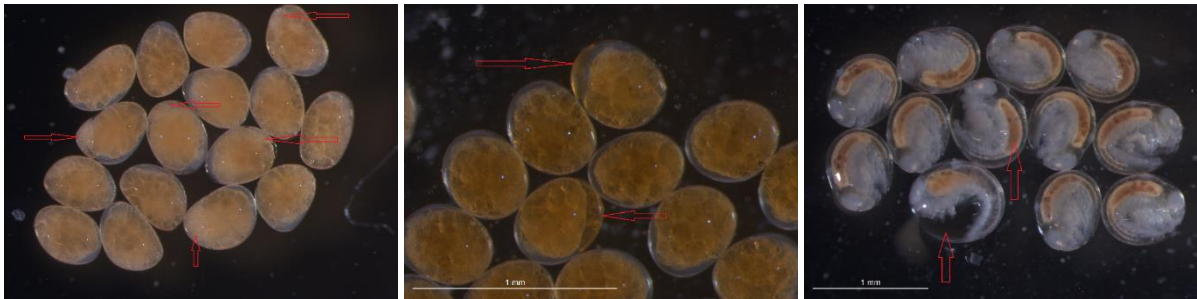
Laboris määrati embrüote arengute kõrvalekalded järgnevalt (kasutatud pildid tehtud projekti käigus) (Löf *et al.*, 2016):

- Väärarenenud embrüod (Malformed) – Kõrvalekalded embrüo normaalses välimuses/arengus: lühenenud või ebakorrapärane kesksoon, lühenenud jäsemed, ebakorrapärane komakujuline silm (Joonis 6).



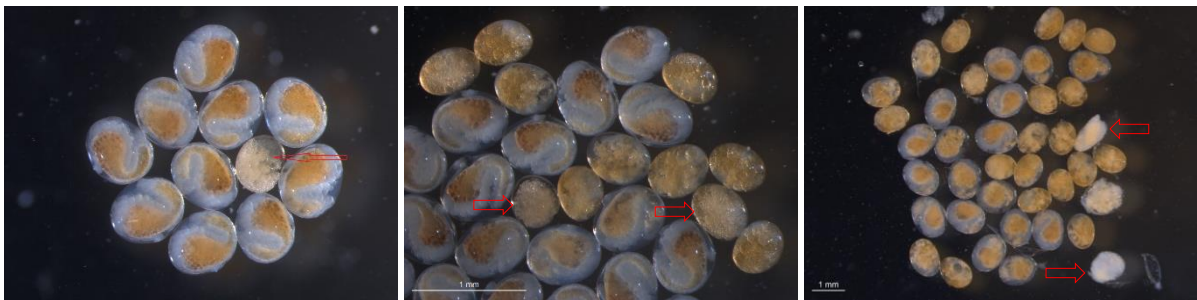
Joonis 6. Väärarenenud embrüod näidatud punaste nooltega

- Embrüod kahjustatud membraaniga (Membrane-damaged) – Embrüod lipiidide lekkega sise- ja välismembraani vahel, suurenenud embrüod või ebakorrapärane embrüo kuju (Joonis 7).



Joonis 7. Kahjustatud membraaniga embrüod näidatud punaste nooltega

- Embrüod peatunud arenguga ehk eristumatud embrüod (Undifferentiated) – Eristumatu embrüo, mille areng on peatunud enne gastrulatsiooni (Joonis 8).



Joonis 8. Peatunud arenguga embrüod näidatud punaste nooltega

- Surnud munad/osaliselt surnud pesakond (Dead eggs/partially dead brood) – Surnud pesakond segamini elusate munade ehk embrüotega (Joonis 9).



Joonis 9. Surnud embrüod/osaliselt surnud pesakond

- Surnud pesakond (Dead brood) – Surnud munad või pesakond. Mune ei ole võimalik identifitseerida (määrata). Suurem osa munadest on surnud (Joonis 10).



Joonis 10. Surnud pesakond

Laboratoorse analüüsi andmed kanti protokollis (Lisa I) ja hiljem elektroonilisele vormile tulemuste arvutamiseks. HKS (Hea keskkonnaseisundi) klassifikatsiooni jaoks võeti vastavalt viimasele HELCOM CORESET aruandele arvesse kolme tüüpi kõrvalekaldeid: väärareng, membraanikahjustus ja eristumatud, mida edaspidi nimetatakse ühiselt väärarenenud embrüoteks. Kuna surnud pesakondade esinemine proovides oli harv ja korrelatsiooni ohtlike ainetega ei täheldatud, siis on need edaspidisest analüüsist välja jäetud.

2.3 Setete analüüs

Setteproovid analüüsiti Eesti Keskkonnauuringute Keskuse (EKUK) laboris, kus määrati järgmiste ühendite kontsentratsioonid:

- TOC (total organic carbon ehk üldorgaaniline süsinik)
- Raskmetallid (8 tk): As (arseen), Cd (kaadmium), Cr (kroom), Ni (nikkel), Pb (plii), Zn (tsink), Cu (vask), Hg (elavhõbe)
- Lisaks määrati: Al (alumiinium), Mn (mangaan)
- DDT, pestitsiidid
- PCB-d (polüklooritud bifenüülid)
- PAH-d (polütsüklilised aromaatsed süsivesinikud)
- Tinaorgaanilised ühendid

Lisaks teostati setete lõimisanalüüs.

3. SETTED

3.1 Setete iseloomustus

Eesti Keskkonnauuringute Keskuse akrediteeritud labori poolt teostatud setete analüüside tulemused on toodud käesoleva aruande Lisas II. Setete lõimise analüüsi tulemuste interpreteerimisel kasutati järgmist setete liigitust terasuuruse alusel (mm):

Veeris >60 mm

Kruus 2-60 mm

Liiv 2-0,06 mm

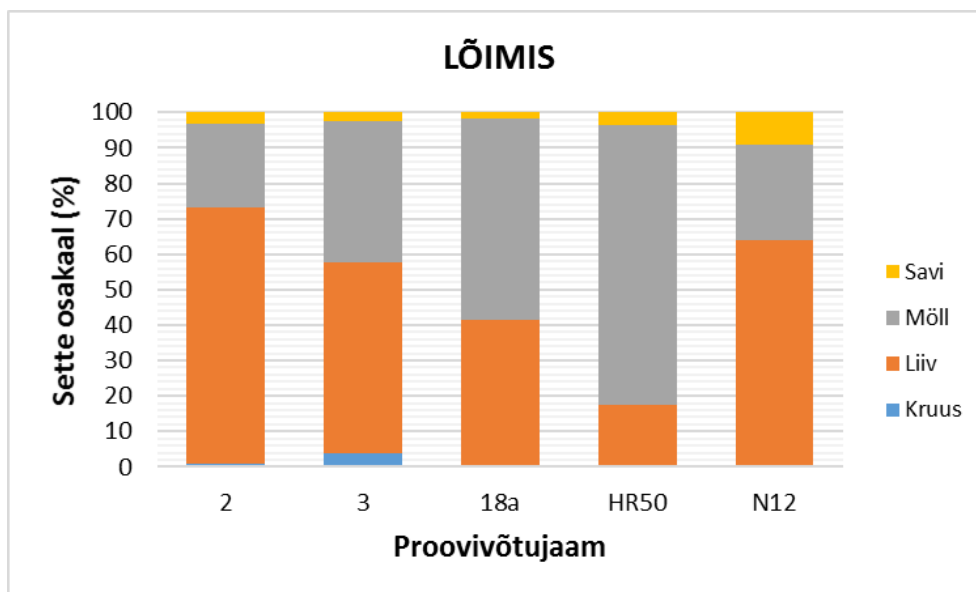
Möll (aleuriit) 0,06-0,002mm

Savi (peliit) <0,002mm

Veerist ei sisaldanud ühegi jaama setted. Kruus moodustas kõige väiksema osa setetest ja sisaldus vaid neljas jaamas (Tabel 4, Joonis 11). Kõige suurem oli kruusa osakaal jaama 3 settes Muuga lahes, vastavalt 4 %. Tallinna (2) ja Narva (N12) lahest kogutud setteid võib lugeda liivasteks, kuna liiva sisaldus oli seal, vastavalt 72.2 % ja 63.9 %. Mölli, mis on liivast peenem fraktsioon, sisaldus kõige rohkem Hara (HR50) ja Kolga (18a) lahe setetes. Möll moodustas nendes proovivõtujaamades üle 50% settest. Savi leidis kõigis proovivõtujaamades, kuid savi osakaal oli suhteliselt väike ja ei ületanud üheski jaamas 10%. Proovivõtujaamades 3 ja N12 oli setete orgaanilise süsiniku üldkontsentratsioon (TOC) määramispiirist väiksem ehk <10 g/kg. Teiste jaamade setetes oli TOC sisaldus 18 g/kg.

Tabel 4. Setete lõimisanalüüsi tulemused

Jaam	Piirkond	Pinnas EVS1997-1:2003	Kruus [%]	Liiv [%]	Möll [%]	Savi [%]	TOC [g/kg]
2	Tallinna laht	Möllikas peenliiv	1	72.2	23.7	3.1	18
3	Muuga laht	Rohke liivaga jämemöll	4	53.6	39.9	2.5	<10
18a	Kolga laht	Rohke liivaga jämemöll	0.1	41.3	57.0	1.6	18
HR50	Hara laht	Liivaga jämemöll	0	17.5	78.9	3.6	18
N12	Narva laht	Savine peenliiv	0.2	63.9	26.8	9.1	<10



Joonis 11. Setete lõimisanalüüsi tulemused

3.2 PAH-id, PCB-d ja pestitsiidid

Kuna Eestis ei ole meresetete jaoks kehtestatud saasteainete piirnorme, siis võrreldi saadud saasteainete kontsentratsioone 2010 aastal Bakke *et al.* poolt avaldatud klassifikatsiooniga, mis on välja töötatud Norra reostatud meresetete seisundi hindamiseks. Nimetatud klassifikatsioon koosneb viiest klassist. Klass I on võetud looduslikuks fooniks, klass II vastab heale seisundile. Saasteainete kontsentratsioonid, mis ületavad klassi II ülemisi piire, võivad pikaajalisel kokkupuutel mereelustikuga põhjustada liikide arvu muutumist määral, mis viib koosluse struktuuri ja funktsiooni kahjustuseni (Tabel 5) (Bakke *et al.*, 2010).

Tabel 5. Keskkonnaseisundi klassid vastavalt Bakke *et al.* (2010)

I Foon	II Hea	III Kesine	IV Halb	V Väga halb
Foonitase	Ei ole toksilist mõju	Toksiline mõju kroonilisel kokkupuutel	Toksiline mõju lühiajalisel kokkupuutel	Äge toksiline mõju

PAH-ide (polütsükliilised aromaatsed süsivesinikud) kontsentratsioonid setetes olid vahemikus 0.05-0.22 mg/kg. Kõige kõrgemad summaarsed kontsentratsioonid, poolteist korda kõrgemad (0.22 mg/kg) võrreldes teiste proovivõtupaikade setetega, esinesid jaamast HR50 (Hara laht) kogutud setetes (Tabel 6). Väiksemad PAH-ide summaarne sisaldus esines Narva lahe setetes (N12). Kõik kontsentratsioonid vastasid klassile I ehk foonitasemele.

Tabel 6. Saasteainete kontsentratsioonid meresetetes

	2	3	18a	HR50	N12	Seisund
PAH 16 summa mg/kg (16 ühendit)	0.13	0.1	0.07	0.22	0.05	<0.3 Foonitase
Pestitsiidid µg/kg (16 ühendit)	<1	<1	<1	<1	<1	-
DDT summa µg/kg (4 ühendit)	<1.5	<1.5	<1.5	<1.5	<1.5	-
PCB summa µg/kg (18 ühendit)	<5	66	<5	<5	<5	17-190 Kesine
Tinaorgaanilised üendid µg/kg	<5	<5	<5	<5	<5	-

Pestitsiidide, DDT ja tinaorgaaniliste ühendite kontsentratsioonid olid kõigis proovivõtupaikades alla määramispiiride.

Proovivõtupaikade 2, 18a, HR50 ja N12 setetes olid PCB (polüklooritud bifenuülid) summaarsed kontsentratsioonid alla määramispiiri ehk <5 µg/kg. Kuid Muuga lahest võetud setetes oli PCB-de sisaldus vähemalt kuus korda kõrgem (66 µg/kg), mis vastavalt Norra klassifikatsioonile kuulus klassi II – kesine.

3.3 Raskmetallid

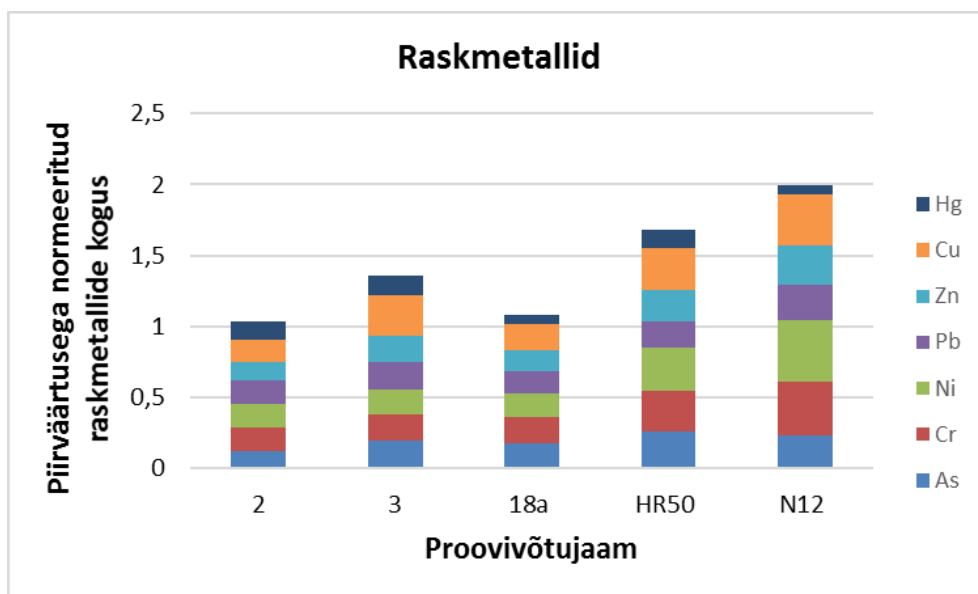
Raskmetallidest määrati uuringu käigus setetes kaadmiumi (Cd), mangaani (Mn), arseeni (As), kroomi (Cr), nikli (Ni), plii (Pb), tsingi (Zn), vase (Cu) ja elavhõbeda (Hg) sisaldused. Lisaks määrati ka alumiiniumi (Al) kontsentratsioonid. Raskmetallide laboratoorse analüüsi tulemused on esitatud milligrammides ühe kilogrammi sette kuivmassi kohta ning on toodud Lisas II. Saadud tulemusi võrreldi samuti saasteainete kontsentratsioonidega Norra klassifikatsioonis (Bakke *et al.*, 2010).

Kaadmiumi (Cd) sisaldus oli kõigis proovivõtupaikades alla määramispiiri ehk <1 mg/kg (Tabel 7), mis võib vastata kas foonitasemele või heale seisundile (klass I).

Tabel 7. Raskmetallide kontsentratsioonid meresetetes

[mg/kg]	2	3	18a (Ref)	HR50	N12	Seisund (Bakke <i>et al.</i>, 2010)
Cd	<1	<1	<1	<1	<1	Foon/hea
Al	8300	10900	8550	12800	21800	-
Mn	125	147	145	237	192	-
As	2.5	3.85	3.5	5.15	4.75	<20 Foon
Cr	11.7	12.2	12.8	20.2	26.2	<70 Foon
Ni	4.85	5.2	5.1	9.2	13.1	<30 Foon
Pb	5	5.9	4.8	5.55	7.4	<30 Foon
Zn	18.9	27.5	21.9	32.3	41.6	<150 Foon
Cu	5.5	10.1	6.4	10.4	12.6	<35 Foon
Hg	0.02	0.02	0.01	0.02	0.01	<0.15 Foon

Raskmetallide kõige suuremad sisaldused leidusid Hara (HR50) ja Narva (N12) lahe setetes. Võrreldes teiste proovivõtupaikadega esines nimetatud paikade setetes kõrgemad kroomi, nikli ja tsingi kontsentratsioonid (Tabel 7, Joonis 12). Kõige madalamad olid raskemetallide kontsentratsioonid üllatuslikult Tallinna lahest (2) kogutud meresette proovides. Proovivõtupaikade 2, 3 ja 18a setetes olid raskemetallide kontsentratsioonid madalad ja üpris sarnased. Kõigis proovivõtupaikades vastasid raskemetallid, v.a. elavhõbeda (Hg), kontsentratsioonid foonitasemele (klass I). Elavhõbeda kontsentratsioon Tallinna, Muuga ja Hara lahe setetes oli foonist veidi kõrgem, jäädes siiski hea seisund tasemele ehk klassi II.



Joonis 12. Raskmetallide kogused proovivõtupaikades piirväärtuste (Bakke *et al.*, 2010) suhtes

4. TULEMUSED

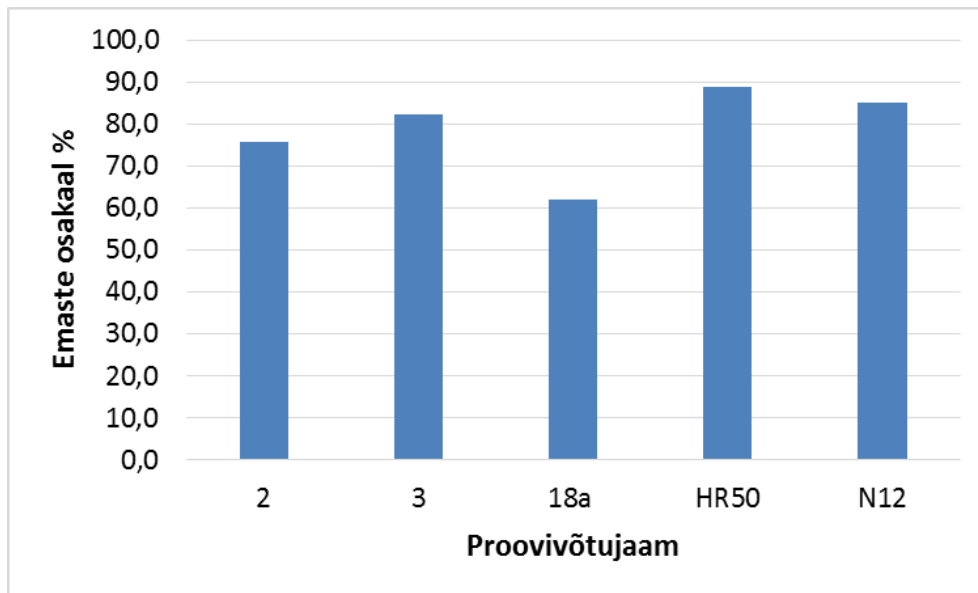
4.1 *Monoporeia affinis*

Kõige arvukamalt esines *M. affinis* kahes idapoolsemas jaamas Hara lahes (HR50) ja Narva lahes (N12). Kõige väiksem liigi arvukus oli Kolga lahes proovivõtujaamas 18a (Tabel 8). Munadega emaseid on kõige arvukamalt leitud jaamas 3, Muuga lahes. Kurnaga emaste viljakus (munade arv emase kohta) uuritud piirkonnas oli vahemikus 23-36 muna emase kohta. Viljakus kasvas ida suunas ehk kõige madalam viljakus oli jaamas 2, Tallinna lahes ja kõige kõrgem jaamas N12, Narva lahes. Kokku on pilootprojekti käigus analüüsitud 149 munadega emast ja 4352 muna. Embrüotel on määratud kõik arengustaadiumid vahemikus 2 kuni 9, kuid kõige sagedamini esinesid munad varasemates arengustaadiumites 3-4. Analüüsi käigus arvestati kolme tüüpi kõrvalekalletega: väärarengud, membraani kahjustused ja peatunud areng (eristumatud), kuna vastavalt uuringutele on just need kõrvalekalded peamiselt põhjustatud saasteainete mõjust (Löf *et al.*, 2016; HELCOM CORESET, 2016). Samal ajal eristumatute munade teke saasteainete mõju kõrval võib olla tingitud ka keskkonnateguritest nagu veetemperatuuri tõus enne paljunemist ja hapnikupuudus. Enne ei ole täheldatud korrelatsiooni eristumatute embrüote ja saasteainete vahel (ICES, 2008), kuid hiljutised uuringud näitasid, et eristumatute munade esinemine on ka seotud tsingi ja PAH-ide kontsentratsioonidega keskkonnas. Käesoleva pilootprojekti käigus ei ole võimalik kindlalt öelda, mis on eristumatute munade tekke põhjuseks, kuna põhjus võib olla ka piirkonniti erinev. Seetõttu on saasteainete mõju hindamisel biotale kindlam tugineda antud juhul kõigepealt kahte tüüpi kõrvalekalletele: väärarengutele ja membraani kahjustustele. Samas ei tohi eristumatuid embrüosid analüüsist välja jätta ja nende olemasolu proovides ignoreerida. Eristumatute munade esinemist on antud juhul õigem kasutada täiendavaks infoks.

Tabel 8. *M. affinis* analüüsi tulemused

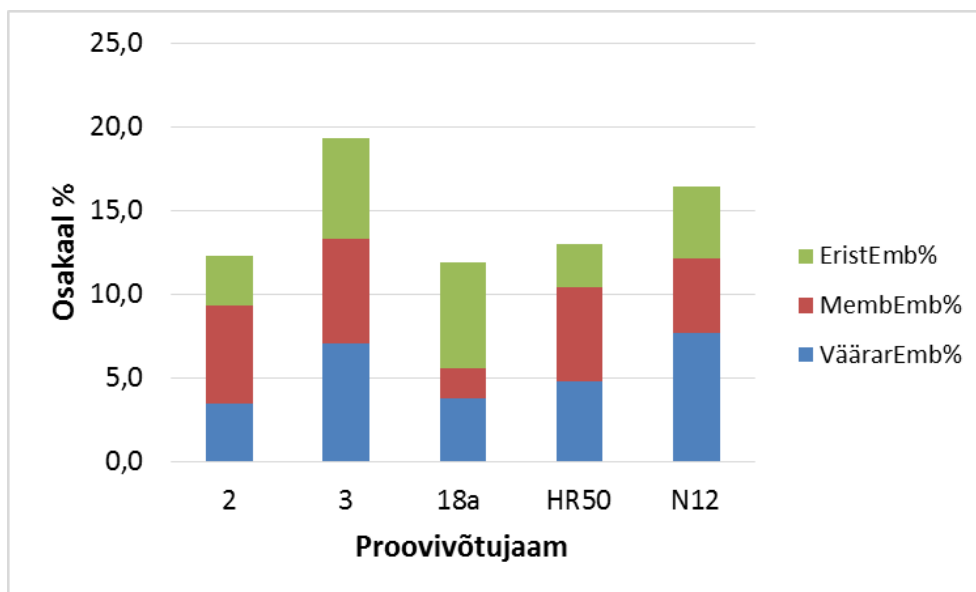
	2	3	18a	HR50	N12
<i>M. affinis</i> arvukus [isend/m²]	97	125	48	196	205
Munadega emased [isend]	29	45	21	27	27
Analüüsitud munade arv	673	1138	678	890	973
Viljakus [munade arv/emase kohta]	23	25	32	33	36
Keskmine arengustaadium	3	4	4	4	4

Uuritud piirkonnas oli emaste osakaal, kelle pesakonnas leitud vähemalt üks kõrvalekalletega embrüo, kõrge jäädes vahemikku 61.9 – 88.9% (Joonis 13). Tulemuste järgi võib öelda, et kõige tervemate pesakondadega olid *M. affinis* emased Kolga lahe referentsjaamas 18a, kuna siin esines kõige madalam kõrvalekalletega embrüotega emaste osakaal.



Joonis 13. Emaste osakaal, kellel on vähemalt üks kõrvalekalletega embrüo

Kõige suurem kõrvalekalletega embrüote osakaal oli jaamas 3, Muuga lahes (Joonis 14), kus vastavalt setete analüüsitulemustele oli kõrge PCB summaarne kontsentratsioon. Samuti on antud jaamas täheldatud kõiki tüüpi kõrvalekallete kõrge osakaal eraldi vaadatuna. Väärarenenud (VäärarEmb%) embrüote osakaal oli suurem jaamades 3 (Muuga laht) ja N12 (Narva laht) ning väiksem jaamades 2 (Tallinna laht) ja 18a (Kolga laht). Membraani kahjustustega (MembEmb%) embrüote osakaal oli referentsjaamas 18a vähemalt kaks korda väiksem võrreldes teiste jaamadega, kus osakaal oli vahemikus 4.4-6.2%, kõrgeima väärtusega jaamas 3. Peatunud arenguga ehk eristumatute (EristEmb%) embrüote osakaal oli kõrgem jaamades 3 ja 18a.



Joonis 14. Erinevat tüüpi kõrvalekalletega embrüote osakaal proovivõtujaamades. VäärarEmb% - vääraarenenud embrüote osakaal, MembEmb% - membraani kahjustustega embrüote osakaal, EristEmb% - peatunud arenguga ehk eristumatute embrüote osakaal.

Kui saadud *M. affinis* analüüsitulemusi võrrelda saasteainete analüüsitulemustega, on näha, et kõrvalekalletega embrüote osakaal on madalam jaamades, kus on setetes väiksemad raskmetallide kontsentratsioonid. Muuga lahe jaamas 3 oli suurim kõrvalekalletega embrüote osakaal, mis on seletav kõrgeima PCB sisaldusega, mitte kõrgeima raskmetallide sisaldusega.

4.2 Hea keskkonnaseisund

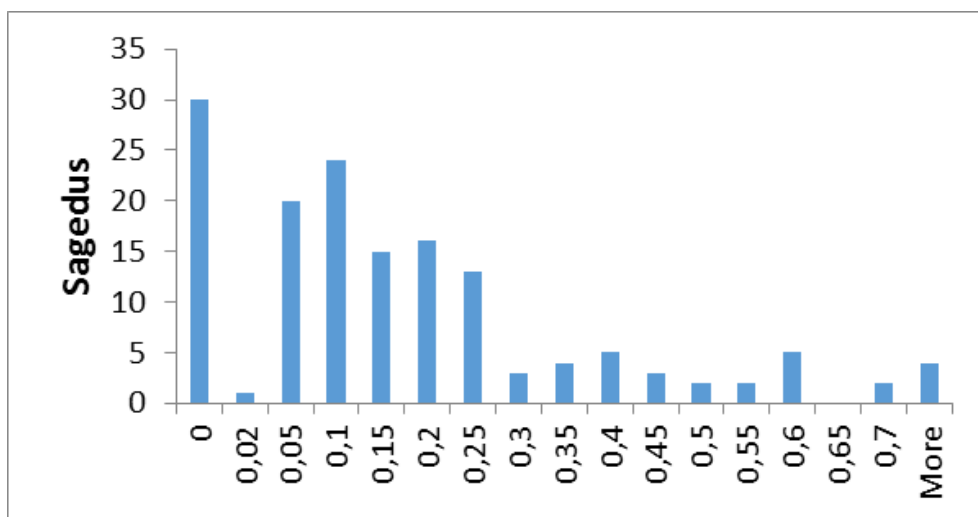
Keskkonnaseisundi hindamiseks vastavalt HELCOM CORESET pakutud metodikale on arvutatud kaks muutujat: kõrvalekalletega embrüote osakaal (AberEmb%, Tabel 9) ja emaste osakaal, kelle kõhuõõnes on rohkem kui üks kõrvalekalletega embrüo (Emaste% >1 AberEmb). Kuna viimases HELCOM CORESET aruandes (2016), mis käsitleb bioindikaatori metodikat ja HKS piire, on kõrvalekalletega embrüote osakaalu arvutamisel arvestatud kolme tüüpi kõrvalekalletega, kasutasime me siin samuti viimast lähenemist.

Tabel 9. HKS klassi näitajad kahe muutuja põhjal

	2 (Tallinn)	3 (Muuga)	18a (Kolga)	HR50 (Hara)	N12 (Narva)	HKS-piir
AberEmb%	12.3	19.3	11.9	13.0	16.4	<5.9%
Emaste% >1 AberEmb	55.2	71.1	47.6	70.4	66.7	<30%

Tulemused näitavad, et mõlema arvutatud muutujate väärtused ületavad CORESET projekti raames pakutud HKS-piirväärtusi (Tabel 9), mis tähendab, et ükski pilootprojekti käigus uuritud piirkond ei vasta antud muutujate järgi hea keskkonnaseisundi klassile, sh referentsala. Kõige madalamad näitajad olid proovivõtujaamas 2 ja referentsjaamas 18a, mis tõenäoliselt on tingitud ka madalamate saasteainete sisaldustest nende jaamade setetes. Kõrgemad muutujate väärtused olid jaamas 3, Muuga lahes, kus PCB summaarne sisaldus oli võrreldes teiste proovivõtujaamadega rohkem kui 10 korda kõrgem.

Tulemused näitavad ka, et Eesti merealal on suurim kõrvalekalletega embrüote sagedus nihkunud võrreldes varasemate uuringutega suuremate kõrvalekallete poole (Joonis 15). Seetõttu on alus arvata, et saasteainete kompleksmõju on samuti suurem.



Joonis 15. *M. affinis* kõrvalekalletega embrüote osakaal Eesti rannikumeres, Soome lahes

5. HINNANG KATSETATUD BIOINDIKATIIVSE MEETODI SOBIVUSE KOHTA EESTI MEREALAL KASUTAMISEKS JA SOOVITUSED SELLE TÕHUSUSE TÕSTMISEKS

Kõrvalekalletega embrüote suhteliselt kõrge sisaldus uuritud proovivõtupaikades ja nende suurem osakaal piirkondades suurema saasteainete sisaldusega setetes näitab bioindikaatori reageerimist saasteainete summaarsele kontsentratsioonile setetes. Tuleb märkida, et bioindikaator võimaldab näha saasteainete summaarset mõju loomadele ja nende reproduktiivsusele, kuid ei sobi kasutamiseks üksikutest keemilistest ühenditest tuleneva mõju hindamiseks.

Pilootprojekti käigus katsetatud meetodika setetes sisalduvate saasteainete komplekssmõju hindamiseks biotale ja saadud tulemused näitavad meetodi head sobivust rakendamiseks Eesti merealal. Projekti ajal ilmnenud raskusi ja takistusi on võimalik edaspidisel meetodi kasutamisel vältida rakendades siin pakutud soovitusi meetodika tõhususe suurendamiseks.

Käesoleva projekti käigus saadud tulemused ja eelnevad riikliku seire andmed näitavad, et *M. affinis* arvukus uuritud lahtedes võimaldab bioindikatiivse meetodi kasutamiseks piisava arvu loomade kogumist. Tõhusamaks loomade kogumiseks on parem Van Veen põhjakopa asemel kasutada nn põhjakelku (inglise keeles bottom sled) (*Blomqvist & Lundgren, 1996*), mis võrreldes põhjakopaga võtab vähem aega ja on efektiivsem töövahend. Põhjakelk libiseb põhjal, võttes endaga kaasa setete pealmise kihi ja seal elavad põhjaloomad, võimaldades loomade kogumist suuremalt pindalalt kulutades vähem ressursse.

Proovide kogumisel on liigi olemasolu kõrval määrava tähtsusega ka ilmastikutingimused, kuna munadega emaseid on võimalik koguda vaid jaanuaris-vebruaris. Talvekuudel võib proovide kogumine olla raskendatud jää olemasolu tõttu, kuna sel juhul puudub juurdepääs valitud proovivõtupaikadele. Antud juhul on soovitatav jälgida ilma ja jäätingimusi merel ja proovivõtupaikade valikul võimalusel arvestada jäätekkide ohuga.

Laboratoorse analüüsi lihtsustamiseks on parem aeg proovide kogumiseks jaanuari lõpp - veebruari algus, kus embrüod on hilisemates arengustaadiumites ja võimalikud kõrvalekalded on selgemalt eristatavad. Kõrvalekaldeid embrüote varases arengustaadiumis on keerulisem määrata, mis suurendab tõenäosust kõrvalekallete osakaalu alahindamiseks.

Laboris on oluline hoida loomad elusana ja looduslähedaste tingimuste juures. Väga oluline on tagada loomadele vajalik temperatuur ja vältida selle kõikumist, kuna temperatuuri tugevad kõikumised võivad põhjustada embrüote surma ja/või arengu peatumist.

Laboratoorse analüüsi juures on oluline analüüsi teostajate pädevus antud valdkonnas, mis tagab tulemuste kvaliteedi ja esinduslikkuse. Analüüsi kvaliteedi tagamiseks on vajalik ühe proovi lugemine kahe laborandi poolt ja võimalusel tuleks igast pesakonnast säilitada fotomaterjale, mis vajadusel võimaldab proovide järelanalüüsi ja tulemuste täpsustamist.

6. SOOVITUSED RIIKLIKU SEIRE TÕHUSTAMISEKS

Nimetatud liigi paljunemisedukuse seire, mida on juba aastaid läbi viidud Rootsi vetes, täidaks praeguse lünga saasteainete summaarse reostuse ja madalatel kontsentratsioonidel setetes esinevate saasteainete (nt raskmetallide, kloororgaaniliste ühendite jt.) ökoloogilise mõju hindamisel. Projekti käigus saadud tulemused on lähtekohaks punktreostusallikatest ja ka hajureostusena merre kanduva reostusainete segu ökoloogilist mõju kajastava bioloogilise indikaatori(te) lülitamiseks Eesti riiklikku mereseire programmi. Uue komplekset inimõju kajastava indikaatori juurutamine seiresüsteemi aitab kaasa mitmete EL Direktiivide (sh Veepoliitika raamdirektiivi, Merestrategie raamdirektiivi, Ohtlike ainete direktiivi ja Endokriinsüsteemi häirivate kemikaalide direktiivi) ja Eesti Keskkonnastrateegia aastani 2030 ning teiste arengukavadega võetud eesmärkide saavutamisele.

Bioindikaatori mereseire programmi lülitamise puhul on vaja teostada *M. affinis* embrüote kõrvalekallete seiret igal aastal soovitavalt jaanuari lõpus-veebruari alguses, mille tõttu talvine mereseire reis võib pikeneda ühe päeva võrra. Käesoleva projekti käigus seiratud jaamad näitasid sobivust katsetatud meetodika rakendamiseks ja neid võib kasutada mõju hindamisel. On oluline silmas pidada, et igal aastal oleksid külastatud ühed ja samad seirejaamad, et tekiks pikaajaline andmerida, mis võimaldab paremate ja täpsemate hinnangute andmist. Setete saasteainete analüüsi valitud proovivõtujaamadest on soovitav teha vähemalt üks kord kuue aasta jooksul, näiteks ülevaateseire raames. See võimaldab tõhusamalt hinnata saasteainete mõju biootale, näha võimalikke muutusi saasteainete kontsentratsioonides ja teha paremaid ja põhjendatud järeldusi.

7. JÄRELDUSED

Projekti eesmärkideks oli katsetada bentiline kirpvähilise liigi (*Monoporeia affinis*) embrüote kõrvalekallete sobivust kompleksreostuse indikaatorina Eesti merealal, et hinnata setetes sisalduvate saasteainete summaarset mõju ning saadud tulemuste põhjal anda esmast hinnangut Eesti mereala seisundile.

Meie hinnangu järgi projekti läbi viimine õnnestus väga edukalt. Projekti raames teostatud tegevuste ja saadud tulemuste põhjal on võimalik kindlalt väita, et meetoodika on hästi rakendatav Eesti merealal ja bioindikaator sobib saasteainete mõju hindamiseks biotoale Soome lahes. Saadud tulemused tõestavad, et bioindikaator on rakendav just summaarse reostuse mõju hindamiseks mitte üksikute keemiliste ühendite mõju hindamiseks. Setetes analüüsitud keemiliste ühendite kontsentratsioonid üksikutena vaadates ei ületanud suuremas osas piirnorme, kuid mõju *M. affinis* embrüotele oli ilmselge. Samuti on täheldatud, et kõrvalekalletega embrüote osakaal oli suurem piirkondades, mille setete saasteainete kontsentratsioonid olid kõrgemad, mis on täielikult kooskõlas ka varasemate uuringutega (Sundelin & Erikkson, 1998) antud valdkonnas. Hea keskkonnaseisundi klassile ei vastanud ükski uuritud piirkondadest. HKS määramiseks vajalikke muutujate väärtused olid kõrgemad jaamas 3 Muuga lahes, kus asub Eestis suurim ja sügavaim kaubasadam. Väiksemad väärtused olid referentsjaamas 18a, mis oli valitud intensiivse inimtegevuseta piirkonnaks, ja jaamas 2 Tallinna lahes, kus asub Eestis suurim reisisadam. Saasteainete kontsentratsioonid setetes mõlemas jaamas olid sarnased.

Projekti käigus katsetatud meetoodika on rakendatav ka teiste (*Gammarus oceanicus*, *G. zaddachi*, jt.) kirpvähiliste suhtes, kes võrreldes *M. affinis* liigiga elavad madalates rannikulähedastes piirkondades ja nende embrüote tervis peegeldab rannikumere seisundit. Nende liikide paljunemistsükkel erineb *M. affinis* tsüklist ja munadega emaste kogumine tuleb teostada suve alguses.

KASUTATUD KIRJANDUS

Bakke T., Källqvist T., Ruus A., Breedveld G. D., Hylland K. (2010). Development of sediment quality criteria in Norway. *Journal of Soils and Sediment*, 10: 172-178.

Blomqvist, S. & Lundgren, L. (1996). A benthic sled for sampling soft bottoms. *Helgoländer Meeresunters.*, 50, 453-456.

HELCOM CORESET II projekti tulemused, 2016 (lõpetamata)

HELCOM Red List *Monoporeia affinis*. [WWW] <http://helcom.fi/baltic-sea-trends/biodiversity/red-list-of-species/red-list-of-benthic-invertebrates> (02.11.2016)

ICES, (2008). Biological effects of contaminants: the use of embryo aberrations in amphipod crustaceans for measuring effect of environmental stressors. Brita Sundelin, Ann-Kristin Eriksson Wiklund, Alex T. Ford. No. 41, june

Löf M., Sundelin B., Bandh C., Gorokhova E. (2016). Embryo aberrations in the amphipod *Monoporeia affinis* as indicators of toxic pollutants in sediments: A field evaluation. *Ecological Indicators*, 60: 18-30.

Sundelin, B. & Eriksson, A.-K. (1998). Malformations in embryos of the deposit-feeding amphipod *Monoporeia affinis* in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 171:165-180.

Wiklund, A.-K. E., Sundelin, B., Rui, R. (2008). Population decline of amphipod *Monoporeia affinis* in Northern Europe: consequence of food shortage and competition? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 367(2), 81-90.